

EVALUATION DES DOSES INDIVIDUELLES ET COLLECTIVES RESULTANT DE REJETS EN RIVIERE

Henri Fabre, Jacques Le Grand et André Bouville

Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Département de Protection, Commissariat à l'Energie Atomique, Centre d'Etudes Nucléaires BP n° 6, F 92260 FONTENAY AUX ROSES

Une évaluation des doses individuelles et collectives résultant de rejets en rivière à partir d'une installation située sur le Rhône, à 120 km de son embouchure en Méditerranée, a été effectuée. Les résultats sont présentés pour Co-60, Sr-90, Ru-106 et Cs-137 pour lesquels on suppose un rejet de 1 Bq s^{-1} pendant un an. Les voies de transfert étudiées sont :

- l'ingestion d'eau de boisson,
- l'ingestion de poissons,
- l'ingestion de produits alimentaires contaminés par irrigation à partir de l'eau du fleuve,
- l'irradiation externe à partir des sédiments situés sur le lit du fleuve et sur ses berges.

1 - DISPERSION PHYSIQUE DANS LE FLEUVE

La dispersion dans le fleuve a été estimée à l'aide du modèle semi-empirique de SCHAEFFER (1). Les expressions mathématiques correspondant au modèle sont présentées par ailleurs (2) pour diverses situations. Nous nous contenterons ici de donner les principales hypothèses et de définir les paramètres utilisés.

1-1. Concentration dans l'eau

Le modèle suppose la dilution instantanée de l'effluent dans tout le débit q du fleuve et une décroissance exponentielle de la concentration de l'eau en fonction de la distance du point de rejet. La constante de décroissance k est donnée par $k = k' + \lambda/w$ où k' représente l'effet des mécanismes d'appauvrissements physiques, chimiques, ou physico-chimiques, λ la constante de décroissance radioactive et w la vitesse de l'eau du fleuve. La concentration de l'eau se compose de l'activité en phase soluble et de l'activité retenue sur les matières en suspension présentes dans l'eau. Ces deux quantités sont reliées entre elles par le coefficient de distribution K_d en eau douce de l'élément considéré et dépendant de la masse de matières en suspension par unité de volume d'eau.

1-1. Concentration dans les sédiments

Les sédiments non consolidés se comportent comme un fluide et "s'écoulent" sous l'influence de la gravité et de la force tractrice qu'exerce l'eau sur la couche super-

ficielle. On considère une vitesse moyenne v de déplacement d'une couche d'une trentaine de centimètres d'épaisseur sur la largeur L du fleuve.

1-3. Détermination des valeurs des paramètres

Le modèle présenté ci-dessus a été appliqué au cas du Rhône pour une installation située à 120 km de son embouchure en Méditerranée. Comme les caractéristiques physiques du fleuve varient le long de ce trajet de 120 km, il a été procédé à un découpage en trois tronçons sur lesquels on suppose que les paramètres utilisés ont des valeurs constantes. Les valeurs sont présentées à la partie a) du tableau 1, tandis que la partie b) donne les valeurs retenues de paramètres qui sont caractéristiques du radionucléide considéré mais que l'on admet être indépendants du tronçon de fleuve étudié.

Les valeurs adoptées résultent de mesures directes pour tous les paramètres à l'exception de deux d'entre eux, qui sont la vitesse de déplacement des sédiments et le coefficient de fixation k' . Les valeurs de ces deux paramètres ont été obtenues par la recherche du meilleur accord entre les concentrations calculées et les concentrations mesurées pour quatre points du fleuve, situés à environ 10, 25, 55 et 65 km en aval du point de rejet, et pour six années (de 1974 à 1979 inclus). Le tableau 2 présente, dans le cas de Cs-137, les rapports des concentrations calculées à l'aide des valeurs des paramètres indiquées au tableau 1 aux concentrations mesurées. Un bon accord général peut être constaté bien que ces résultats aient été obtenus à l'aide d'approximations grossières. En effet, le modèle calcule des valeurs moyennes sur l'année et il n'est pas du tout certain que les mesures, effectuées trimestriellement ou avec une périodicité plus longue, soient représentatives de ces valeurs moyennes en raison des variations importantes du débit du fleuve. Par ailleurs, les points auxquels les concentrations sont calculées ne correspondent pas toujours de manière précise aux points où les prélèvements ont été faits.

2 - EVALUATION DES DOSES INDIVIDUELLES ET COLLECTIVES

Le modèle de dispersion physique décrit ci-dessus sert de point de départ à l'évaluation des doses correspondant aux voies de transfert retenues. La méthodologie utilisée pour étudier ces voies de transfert, est exposée en détail par ailleurs (2), a été appliquée à des rejets dans le fleuve de Co-60, Sr-90, Ru-106 et Cs-137 au taux unitaire de 1 Bq s^{-1} pendant un an.

Les tableaux 3 et 4 montrent les résultats des évaluations des engagements d'équivalent de dose effectif individuel et collectif. La comparaison des résultats relatifs aux diverses voies de transfert montre que, avec les hypothèses

utilisées, l'ingestion de légumes verts conduit aux doses collectives les plus élevées tandis que c'est l'irradiation externe qui est en général la voie de transfert la plus importante sur le plan des doses individuelles.

Ces résultats ne peuvent pas être généralisés à tous les fleuves ni à l'ensemble des radionucléides car ils dépendent de manière étroite de nombreux paramètres parmi lesquels figurent l'utilisation des eaux et des sédiments du fleuve ainsi que le mode de vie des populations exposées.

TABLEAU 1 - Valeurs retenues des paramètres utilisés dans le modèle de dispersion

a) paramètres dépendant des sections du fleuve				
Section	(0-35 km)	(35-80 km)	(80-120 km)	
Débit du fleuve q ($m^3 s^{-1}$)	1540	1700	1700	
Vitesse de l'eau w ($m s^{-1}$)	0,78	0,74	0,70	
Matières en suspension M ($t m^{-3}$)	$4 \cdot 10^{-5}$	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-5}$	
Vitesse des sédiments v ($m s^{-1}$)	$4,9 \cdot 10^{-4}$	$3,9 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	
b) paramètres indépendants des sections du fleuve				
	Co-60	Sr-90	Ru-106	Cs-137
Constante radioactive λ (s^{-1})	$4,15 \cdot 10^{-9}$	$7,78 \cdot 10^{-10}$	$2,17 \cdot 10^{-8}$	$7,29 \cdot 10^{-10}$
Coefficient de distribution K_d ($t m^{-3}$)	30 000	2 400	37 000	27 000
Coefficient de fixation k' (m^{-1})	$1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-3}$

Tableau 2 - Rapports des concentrations calculées aux concentrations mesurées de Cs-137 dans les sédiments pour plusieurs années et plusieurs points en aval du point de rejet

Année	Distance en aval du point de rejet (km)			
	5	35	55	65
1974	-	9	1,0	15
1975	1,3	2,2	1,3	3,1
1976	0,4	0,7	1,1	1,3
1977	0,3	0,9	1,6	6,1
1978	0,5	1,5	0,7	2,2
1979	0,3	0,3	0,4	2,6

Tableau 3 - Engagements d'équivalent de dose effectif collectif (homme Sv) correspondant à un rejet de 1 Bq s^{-1} pendant un an

Radionucléide	Engagement d'équivalent de dose effectif collectif (homme Sv)			
	Fau de boisson	Poisson	Irrigation de légumes verts	Irradiation externe
Co-60	1.10^{-7}	6.10^{-8}	4.10^{-7}	3.10^{-7}
Sr-90	4.10^{-6}	2.10^{-7}	3.10^{-4}	0
Ru-106	3.10^{-7}	4.10^{-9}	1.10^{-6}	8.10^{-10}
Cs-137	8.10^{-7}	1.10^{-6}	8.10^{-6}	1.10^{-7}

Tableau 4 - Engagements d'équivalent de dose effectif au groupe critique (Sv) correspondant à un rejet de 1 Bq s^{-1} pendant un an

Radionucléide	Engagement d'équivalent de dose effectif (Sv)			
	Eau de boisson	Poisson	Irrigation de légumes verts	Irradiation externe
Co-60	2.10^{-13}	8.10^{-13}	5.10^{-14}	2.10^{-10}
Sr-90	8.10^{-12}	2.10^{-12}	3.10^{-11}	0
Ru-106	5.10^{-13}	6.10^{-14}	1.10^{-13}	9.10^{-13}
Cs-137	2.10^{-12}	2.10^{-11}	8.10^{-13}	1.10^{-10}

REFERENCES

1. SCHAEFFER, R. Conséquences du déplacement des sédiments sur la dispersion des radionucléides. In : Proc. Impacts of Nuclear Relases into the Aquatic Environment. Ota-niemi, IAEA - SM 198/4, pp 263-276 (1975).
2. Commissariat à l'Energie Atomique, National Radiological Protection Board "Méthodologie pour l'évaluation des conséquences radiologiques des rejets d'effluents radioactifs en fonctionnement normal" Doc n° V/3865/79 FR, EN - Commission des Communautés Européennes, 1979.